DOI:10.11931/guihaia.gxzw201812025

泌桐高速公路生态护坡不同草灌混播 10 年后的植被群落特征

陈冬勤[1]，成子桥[2]，张相锋[3*]，彭阿辉[1]，董世魁[3]，马闯[4]

(1. 郑州弘毅环境检测技术有限公司，郑州 450046；2. 中电建路桥集团有限公司，北京 100048；3. 北京师范大学环境学院，北京 100875；4. 天津农学院园艺园林学院，天津 300384)

摘要：稳定的边坡群落是公路边坡生态防护的目标。该文为探究高速公路生态护坡工程 10 年演替后群落特征，以泌桐高速公路为依托，布设自然恢复、单一狗牙根播种和 5 个不同播种密度的草灌混播生态防护措施，研究不同恢复方式对边坡群落组成、生活型和物种多样性的影响。结果表明：（1）调查样方内共有 52 种植物，分属于 17 科 49 属。禾本科、菊科和豆科植物共 26 属 29 种，占种总数的 55.77%，表明这 3 科植物在边坡群落演替过程中起重要作用。（2）10 年演替后不同恢复方式下群落中多年生植物比例高于一年生草本植物。（3）在草灌混播样地中，群落物种多样性指数随着播种密度的增加呈先增加后降低的单峰变化趋势，在播种密度 500 株 m^{-2} 处达到最大。（4）草灌混播的生态恢复效果优于纯草本种植和自然恢复方式。（5）播种密度对草灌混播群落类型，地上生物量和物种多样性指数没有显著影响。从植物的生长效果及成本方面考虑，初播密度为 500 ~ 600 株 m^{-2} 的草灌混播可构建较为稳定的边坡植物群落，实现最佳的边坡恢复效果，可应用于类似区域边坡生态恢复工程。

关键词：边坡，植被恢复，物种多样性，群落结构，草灌混播

中图分类号：X171. 4　　　　　　**文献标识码：**A

Research on community characteristics of ecological slope protection under different ratio of herbage and shrubs in Bi-tong expressway

CHEN Dongqin[1], CHENG Ziqiao[2], ZHANG Xiangfeng[3*], PENG Ahui[1], DONG Shikui[3], MA Chuang[4]

(1. *Zhengzhou Hongyi Environmental Detection Technology Co. Ltd.*, Zhengzhou 450046, China; 2. *Power China Road Bridge Group Co., Ltd.*, Beijing 100048, China; 3. *School of Environment, Beijing Normal University*, Beijing 100048, China; 4. *College of Horticulture and Landscape, Tianjin Agricultural College*, Tianjin 300384)

Abstract: The formation of stable community is the objective of ecological protection in highway slope. In order to explore the community characteristics in highway slope ecological engineering after 10 year's succession, the species composition, plant life forms, and species diversity index were investigated through building natural restoration, the monoculture of *Cynodon dactylon* and five kinds of mixture-planting of shrub and herbage on typical slope of Bi-Tong Expressway. The results showed that (1) Plant community succession after10 years, a total of 52 kinds of plants appeared in the survey sample plots, belonging to 17 families and 49 generas. Compositae, Leguminosae, Gramineae accounted for 55.77% percent of the total, which showed that these three families played important roles in the process of vegetation succession in the restoration of vegetation. (2) Among the restoration methods, the proportion of perennials plants is higher than that of annual herbs. (3) In the mixture planting of shrub and herbage treatment, the Patrick index,

基金项目：国家重点研发计划重点专项课题(2016YFC0501906)；环境模拟与污染控制国家重点实验室项目(17L03ESPC) [Supported by National Key Technology Research and Development Program of China (2016YFC0501906); State Key Joint Laboratory of Environmental Simulation and Pollution Control (17L03ESPC)]。

作者简介：陈冬勤（1984- ），女，河南南阳人，硕士，工程师，主要从事生态环境遥感监测等工作，（E-mail）xm-cxb@163.com。

***通信作者：**张相锋，博士，讲师，研究方向为交通环境保护等，（Email）bnuhyky@163.com。

Shannon-Wiener index, Simpson index and Margalef index of reforestation communities tended to increase with density at the beginning, but decreased when the seeding rate of herbage was over 500 plants m^{-2}. (4) The growth of mixture planting of shrub and herbage is superior than that of monoculture of herbage and natural recovery. (5) Seeding density had no serious effect on the aboveground biomass and species diversity index of community. Considering the cost and benefits of side slope protection, the initial seeding density of 500-600 plants m^{-2} can build a stable plant community on highway slope, showing good protective effects. It could be applied to slope ecological restoration projects in similar area.

Key words: slope, vegetation restoration, species diversity, community structure, mixture planting of shrub and herbage

公路边坡是由于公路建设而产生的次生裸地，如不对边坡进行治理，将危及公路设施和行车安全，还将对路域原始生态环境造成不同程度的破坏(Morgan & Rickson., 2003；程晔等, 2013)。公路边坡存在生境条件恶劣、原生植被破坏严重、自然恢复困难、治理修复难度大等现存问题(王云等，2005)。因此采用合适的生态护坡技术，以近自然化恢复手段促进边坡植被进行正向演替，实现坡面长期保护，不仅可以维持公路边坡的生物多样性，而且可以促进公路边坡的生态恢复(Huang et al., 2013；陶岩等, 2008)。

护坡植物种类选型与配置的合理与否，将直接关系到植被护坡工程质量的优劣与防护效果。在进行边坡植被恢复时应充分考虑区域的自然生态条件，如土壤、温度、降雨量以及原生植被等因子，同时根据各种植物的生态位特征，合理选择和配置植物品种(刘春霞和韩烈保，2007)。边坡生态防护的植物选择从纯草本为主的历史，演变到目前的“草灌结合、灌木为主、草本为辅”的现状(谭少华和汪益敏, 2004；Vuorio et al., 2014)。但在公路边坡植被恢复工程实践中，草灌混播生长模式往往难以实现(陶岩等，2008)。在边坡群落演替初期灌木往往受到草本植物的竞争，使其生长受到抑制。草灌之间的密度配比对双方的萌发和生长有着相互制约的关系，播种密度无论太高或太低，都可能成为限制种群发展的因子(陶岩等, 2008；段玉婷等, 2017)。

生态护坡恢复工程往往短期效果明显，然而生态恢复是一个复杂而漫长的过程，其长期可持续性和生态安全性仍需长期监测(刘鑫等，2016)。现有研究关注的边坡群落演替时间较短，对于中长期演替阶段定点观测护坡群落能否满足恢复效果及实现自然演替的研究较少。

基于此背景，本研究以泌桐高速公路生态护坡工程为对象，对演替 10 年以上的自然恢复、单一狗牙根播种和不同密度草灌混播方式的护坡群落组成、物种多样性进行分析，揭示不同恢复方式下边坡植被群落变化特征及恢复效果，探索高速公路生态护坡群落演替的趋势，筛选适宜的草灌混播密度，为生态护坡模式的适宜植物选择及群落稳定性管理提供理论依据。

1 研究区概况

桐柏县属亚热带与北温带过渡性气候，年平均气温 14.9 ℃，极端高温 41.1 ℃，极端低温-20.3 ℃。年降水 1 149.8 mm，降雨四季分配不均，多集中在夏季 6~8 月。日照时数 2 077 h，积温 5 460 ℃，无霜期 227 d (刘小二等, 2017, 张相锋等, 2009)。

2 研究方法

2.1 实验设计

生态护坡工程试验样地设在桐柏县泌桐（泌阳至桐柏）高速公路桐柏东收费站与 S206 交叉口以南路东约 150 m 处，边坡高度约 5 m，坡度为 20°，坡向朝东。2007 年 3 月在立地条件一致的边坡地段分别建立自然恢复样地、狗牙根单播样地和 5 个不同播种密度的草灌混播样地。每个样地面积为 10 m × 5 m。对照样地为自然恢复样地。狗牙根单播样地中狗牙根播种密度为 2 000 株 m^{-2}。草灌混播样地中灌木植物选择荆条(*Vitex nenundo*)和胡枝子

(*Lespedema bicolor*)，数量比例为 7:3,；草本植物选择狗牙根(*Cynodon dactylon*)、紫花苜蓿(*Medicano sativa*)、多变小冠花(*Coronilla varia*)、高羊茅(*Festuea elata*)、和白车轴草(*Trifolium repens*)，数量比例为 6:1:1:1:1。草灌混播样地中将草本植物按照不同密度与灌木进行混播，灌木密度均为 100 株 m^{-2}，草本密度分别为 300 株 m^{-2}、400 株 m^{-2}、500 株 m^{-2}、600 株 m^{-2} 和 700 株 m^{-2}，如表 1 所示(张相锋等, 2009)。

表 1 不同恢复方式下植物配比

Table1 Ratio of seeding plants in different rehabilitation

处理 Treatments	恢复方式 Rehabilitation	草本播种密度 Herbage seeding density (Plants ·m^{-2})	灌木播种密度 Shrub seeding density (Plants ·m^{-2})
BL	自然恢复 Natural restoration	0	0
SC	狗牙根单播 Monoculture of *C. dactylan*	2 000	0
D300	草灌混播 Mixture of shrub and herbage	300	100
D400	草灌混播 Mixture of shrub and herbage	400	100
D500	草灌混播 Mixture of shrub and herbage	500	100
D600	草灌混播 Mixture of shrub and herbage	600	100
D700	草灌混播 Mixture of shrub and herbage	700	100

注：BL 代表自然恢复样地；SC 代表狗牙根单播样地；D300、D400、D500、D600、D700 分别代表草本播种密度为 300 株 ·m^{-2}、400 株 ·m^{-2}、500 株 ·m^{-2}、600 株 ·m^{-2}、700 株 ·m^{-2} 的草灌混播样地。

Note: BL. Natural recovery plot; SC. Monoculture of *C. dactylan* plot; D300. Herbage seeding density of 300 plants ·m^{-2}; D400. Herbage seeding density of 400 plants ·m^{-2}; D500. Herbage seeding density of 500 plants ·m^{-2}; D600. Herbage seeding density of 600 plants ·m^{-2}; D700. Herbage seeding density of 700 plants ·m^{-2}.

2.2 植物调查方法及分析

2018 年 8 月对边坡样地植被进行调查，样方面积为 1 m ×1 m，每个处理随机设置 3 个重复，调查植物群落的种类、株高、株数、总盖度和分盖度，生物量调查采用样方收获法测定。多样性指标选择 Patric 指数(R_0)、Shannon-Weiner 多样性(H′)指数、Pielou 均匀度指数(J)、Simpson 优势度指数(D)和 Margalef 指数(IMa)(张锦华等, 2006；董世魁等, 2017)。

相对重要值 Pi=(相对密度+相对优势度+相对频度)/3

Patric 指数：$R_0 = S$

Shannon-Weiner 指数：$H' = -\sum_{i=1}^{s} P_i \times lnP_i$

Simpson 指数：$D = 1 - \sum_{i=1}^{s} P_i^2$

Pielou 指数：$J = (-\sum_{i=1}^{s} P_i \times lnP_i)\ /lnS$

Margalef 指数：$IMa = \frac{S-1}{lnN}$

式中：Pi 是样方中第 i 种植物的重要值，S 为物种数目，N 为群落中全部物种的个体数。

2.3 数据分析

采用 Excel 2013 进行数据统计和制图，采用 R 统计软件（3.5.1）在置信水平 95%上 ANOVA 方差分析和 LSD 显著差异法来分析各组之间的差异显著性。

3 结果与分析

3.1 生态护坡植物群落种类组成

在调查的边坡植物群落中共出现 17 科 49 属 52 种，其中豆科植物 5 属 5 种，占总数的 9.62%；禾本科植物 10 属 10 种，占总数的 19.23%；菊科 11 属 14 种，占总数的 26.92%。从物种科属组成分析，55.77%的物种属于豆科、菊科和禾本科，其余 44.23%的物种则分属于 14 个科。物种组成表现为多数种属于少数科，少数种属于多数科。

根据群落科属组成划分为禾本科、豆科、菊科和其他科 4 种。不同恢复方式边坡群落科属组成比例如图 1 所示。不同恢复方式下的边坡群落均以豆科、禾本科、菊科为主，三大科

比例均超过 54 %。在草灌混播样地中，三大科植物总占比随播种密度的增加呈先降低后增加的趋势，并在 D500 处达到最低。

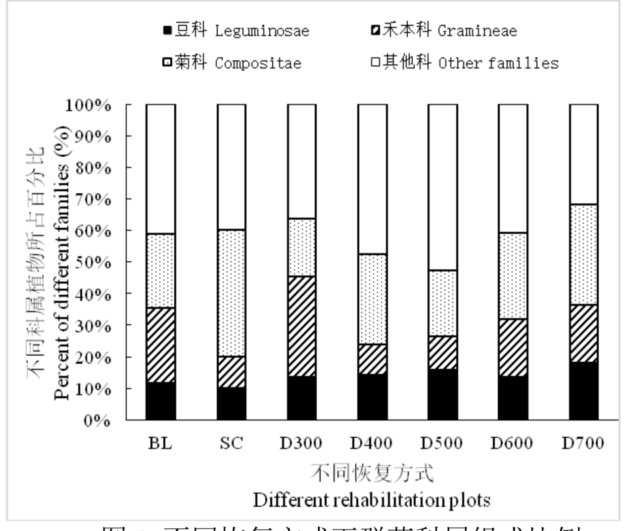


图 1 不同恢复方式下群落科属组成比例

Fig.1 Percent of families in different rehabilitation treatments

3.2 生态护坡植物群落特征

表 2 列出不同恢复方式下重要值排序前五的物种及其重要值。自然演替样地演替成为苍耳和铁苋菜共生群落。狗牙根单播样地演替为以狼尾草为优势种，爵床、白车轴草为伴生种的群落类型。草灌混播样地演替为以胡枝子为优势种，苍耳、野艾蒿为亚优势种，狼尾草、白车轴草、爵床为伴生种的群落类型。

表 2 不同恢复方式下群落主要物种组成及重要值

Table 2 Importance value in different rehabilitation treatments

处理 Treatments	物种 Species	重要值 Important value (%)
BL	苍耳 *Xanthium sibiricum*	19.82
	铁苋菜 *Acalypha australis*	12.26
	益母草 *Leonurus japonicus*	8.59
	白车轴草 *Trifolium repens*	7.95
	狗牙根 *Cynodon dactylon*	7.82
SC	狼尾草 *Pennisetum alopecuroides*	35.63
	爵床 *Rostellularia procumbens*	13.21
	白车轴草 *Trifolium repens*	10.49
	苍耳 *Xanthium sibiricum*	5.48
	一年蓬 *Erigeron annuus*	5.47
D300	胡枝子 *Lespedeza bicolor*	19.16
	苍耳 *Xanthium sibiricum*	13.31
	狼尾草 *Pennisetum alopecuroides*	10.53
	白车轴草 *Trifolium repens*	9.09
	爵床 *Rostellularia procumbens*	7.58
D400	胡枝子 *Lespedeza bicolor*	17.34
	苍耳 *Xanthium sibiricum*	14.75
	爵床 *Rostellularia procumbens*	10.94
	狗牙根 *Cynodon dactylon*	7.02
	白车轴草 *Trifolium repens*	6.77
D500	胡枝子 *Lespedeza bicolor*	12.99

	野艾蒿 *Artemisia argyi*	11.30
	垂穗薹草 *Carex brachyathera*	10.73
	狼尾草 *Pennisetum alopecuroides*	10.73
	爵床 *Rostellularia procumbens*	8.78
D600	胡枝子 *Lespedeza bicolor*	25.76
	苍耳 *Xanthium sibiricum*	12.58
	紫苏 *Perilla frutescens*	10.69
	爵床 *Rostellularia procumbens*	9.26
	白车轴草 *Trifolium repens*	8.33
D700	胡枝子 *Lespedeza bicolor*	21.28
	苍耳 *Xanthium sibiricum*	14.99
	狼尾草 *Pennisetum alopecuroides*	8.05
	白车轴草 *Trifolium repens*	7.85
	爵床 *Rostellularia procumbens*	6.10

3.3 生活型组成

在植被的恢复演替中，不同恢复方式下边坡群落生活型组成也发生相应变化（图 2）。。在狗牙根单播和自然恢复样地中，多年生草本的比例高于一年生草本的比例，且在自然恢复样地中未出现多年生木本植物。在草灌混播样地中，多年生草本和多年生木本植物比例随播种密度的增加呈先增加后降低的趋势，最大值均出现在 D500 样地，其中多年生木本植物比例最大值达 15.79%，多年生草本植物比例最大值达 57.89%。一年生草本植物随着播种密度的增加呈先降低后增加的趋势，最小值在 D500 样地，为 26.32%

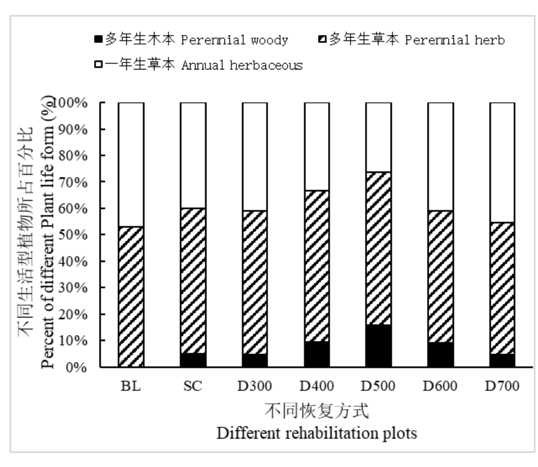


图 2 不同恢复方式边坡植物生活型组成

Fig. 2 Plant life form composition in different rehabilitation treatments

3.4 生态护坡植物群落数量特征

不同恢复方式下生态护坡植物的边群落盖度都保持较高水平（高于 80%）（表 3）。草灌混播方式和狗牙根单播的群落盖度均高于 90%，且与盖度最低的自然恢复样地（85%）差异显著。地上生物量最大值出现在 D600 样地，与自然恢复样地相比增加了 89.33%，且差异显著。不同密度下的草灌混播地上生物量之间差异不显著（表 3）。

表 3 不同恢复方式下群落盖度和地上生物量

Table3 Community cover and aboveground biomass in different rehabilitation plots

处理 Treatments	盖度 Cover (%)	地上生物量 Aboveground Biomass (g ·m^{-2})
BL	85.00 ±5.00 c	273.33 ±78.21 b
SC	98.00 ±2.00 a	498.67 ±210.19 ab

D300	92.33±2.52 ab	470.00±61.08 ab
D400	92.00±1.73 b	611.67±176.09 a
D500	96.00±1.73 ab	551.67±50.58 a
D600	96.67±1.53 ab	632.50±36.83 a
D700	92.67±4.62 ab	517.50±81.12 a

注：同一列不同字母表示在 P< 0.05 水平上差异显著，数据为平均数±标准差。下同。

Note: Different letters indicate the significant difference at P < 0.05. Values are $\bar{x}\pm s$. The same below.

群落 Patrick 指数、Shannon-Winner 指数、Simpson 指数、Pielou 指数和 Margalef 指数多样性指标最大值出现在 D500 样地，各指标与自然恢复样地相比分别增加 38.31%，15.38%，4.60%，2.20%，35.22%，且 Patrick 指数和 Shannon-Winner 指数差异显著（表 4）。自然恢复样地和狗牙根单播样地相比，除 Pielou 指数差异显著外，其他多样性指标差异不显著。在草灌混播样地中，群落 Patrick 指数、Shannon-Winner 指数、Simpson 指数和 Margalef 指数随着播种密度的增加呈先增加后降低的单峰变化趋势。草灌混播样地中除 D500 样地的 Pielou 指数显著高于 D600 样地外，Patrick 指数、Shannon-Winner 指数、Simpson 指数和 Margalef 指数在不同密度草灌混播之间差异不显著（表 4）。

表 4 不同恢复方式下群落多样性指数

Table 4 Diversity index in different rehabilitation treatments

处理 Treatments	Patrick 丰富度 Patrick index	Shannon-Winner 指数 Shannon-Winner index	Simpson 指数 Simpson index	Pielou 指数 Pielou index	Margalef 指数 Margalef index
BL	11.33±0.58 b	2.21±0.07 bc	0.87±0.02 ab	0.91±0.04 ab	2.15±0.05 a
SC	12.33±2.52 ab	2.10±0.27 c	0.82±0.06 b	0.84±0.05 c	2.3±0.48 a
D300	12.67±1.53 ab	2.29±0.1 abc	0.88±0.02 a	0.9±0.01 ab	2.42±0.27 a
D400	15.33±1.53 a	2.46±0.12 ab	0.89±0.01 a	0.91±0.02 ab	2.81±0.29 a
D500	15.67±3.06 a	2.55±0.14 a	0.91±0.01 a	0.93±0.02 a	2.9±0.61 a
D600	13.67±2.89 ab	2.29±0.14 abc	0.87±0.01 ab	0.88±0.01 b	2.58±0.57 a
D700	13.00±2.00 ab	2.3±0.11 abc	0.87±0.02 a	0.9±0.02 ab	2.58±0.29 a

4 讨论

群落的物种组成与更新决定了群落的结构、功能和性质。本研究调查表明，演替 10 年的边坡群落样方内植物有 52 种，隶属于 17 科 49 属，且不同恢复方式下的禾本科、豆科及菊科植物三大科的总占比均超过 54%，表明豆科、禾本科、菊科植物对边坡群落生态重建和恢复过程及演替中起到重要作用(李林霞等, 2014)，出现这种现象的原因主要在于菊科、豆科和禾本科 3 大科植物适应范围极广，植物的生活习性多样，可以生长在不同的环境中。胡枝子等豆科植物与根瘤菌的共生可增加土壤氮素含量，改善土壤环境，为其他物种提供养分，禾本科和菊科植物通过增加根系生物量及根系深度来获取更多的水分(张相锋等, 2009；潘声旺等, 2016)

优势种的更替、群落物种生活型的变化是群落演替阶段的标志，对植物群落优势种、群落物种生活型的观测、比较可以更好的掌握植物群落在自然状态下演替过程中群落的动态变化(邵新庆等, 2008)。泌桐高速边坡植物群落经过 10 年以上的恢复演替，不同恢复方式下的边坡群落演替形成了不同的群落类型。自然恢复样地演替为苍耳+铁苋菜群落，狗牙根单播样地演替为狼尾草群落，不同播种密度的草灌混播样地演替为以胡枝子为优势种、以菊科植物为亚优势种的群落，这说明人工播种物种组成是是影响边坡群落类型的主要因素，与播种密度无关。草灌混播样地由初始的草本为主过渡到灌木为主，这可能是因为优势植物胡枝子建植后，改变了冠层下的光照条件和土壤养分循环，限制了其他物种的萌发和生长(张相锋等, 2009)。本次调查中未发现初播物种灌木植物荆条，草本植物狗高羊茅、多变小冠花、紫花苜蓿，可能在演替过程中因不适应环境，被本土物种取代。

在边坡群落演替过程中，由于植物繁殖和传播方式的多样性，植物的入侵具有偶然性，考察单个物种的出现与否，可能很难得到合理的解释。植物对环境的不同适应方式而形成生活型，可以很好的反应群落演替过程中植物更替的机理(李庆康和马克平, 2002；李永强等, 2016)。对植物群落生活型组成的分析发现，多年生草本高于一年生草本的比例，这可能与在演替初期一年生植物对边坡裸地的环境改造作用为多年生植物创造了相对稳定的生活环境，随着演替年限的延长，多年生植物成为优势种，群落趋向稳定状态(李永强等, 2016；乔文静等, 2018)。多年生植物稳定的盖度和密度对于群落的抗干扰能力有重要作用(李永强等, 2016)。多年生植物的比例在草灌混播方式中 D500 处最大，且高于自然恢复和狗牙根单播样地，这说明 D500 相对其他恢复方式可提高演替速度，使边坡生态恢复群落趋于稳定 (张相锋等, 2009)。

植物群落的盖度和生物量对群落生态稳定性具有重要的作用，反映了植被恢复速度、效果和生产能力(程晔等, 2013)。群落盖度与边坡植被的护坡性能成线性关系，植被能够拦截雨水，降低边坡的产流系数和侵蚀模数，降低土壤侵蚀量，提高护坡的性能(潘声旺等, 2015)。草灌混播和狗牙根单播方式中 D400 的盖度最低（92%），但其值也大于 90%，说明人工生态边坡恢复工程的护坡效果较好。在草灌混播方式中，群落地上生物量在 D600 样地达到最大，但方差分析结果表明几种播种密度下差异不显著，这可能与植物种类较多，植物种间和种内竞争的压力使群落地上生物量差异性降低。陈学平(2009)研究发现地上生物量更能体现植被的水土保持成效，方差分析结果不显著，说明植物群落演替 10 年以上，不同草灌混播密度对边坡的生态效益和水土保持效果的影响差异不大。

物种多样性反映了群落内部及所处环境之间的关系，体现了群落的组成结构、功能特征和演替方向(张晶晶等, 2011；张相锋等, 2009)，与生态系统抵御逆境和干扰能力紧密相关，多样性越高，生态系统结构越稳定，对外界干扰和胁迫的抵抗能力则越强(方文等, 2015)。对边坡群落多样性指标研究发现，自然恢复样地的物种丰富度最低，这可能因为其优势种为苍耳，以其较大的高度和盖度对其他物种产生遮蔽作用，影响了其他物种的侵入。狗牙根单播样地的 Shannon-Winner 指数最低，优势物种的集中程度较高，这与其优势种狼尾草形态特征有关，狼尾草须根较粗壮，秆丛生，定居后形成种群聚块的竞争优势，其他物种很难侵入，因此多样性水平较低(陈志彤等, 2010)。狗牙根单播形成的狗尾草单优群落，群落结构脆弱，群落退化或死亡的潜在生态风险较高，因此在边坡生态防护工程不易采用纯草种防护。在草灌混播样地中，与张相锋等（2009）在演替初期的调查结果一致，群落多样性指数随着播种密度的增加呈抛物线趋势，并在 D500 处达到最大值，但其差异不显著，说明播种密度对群落多样性没有显著影响。

边坡植被的护坡性能与群落 Shannon-Wiener 多样性指数密切相关(潘声旺等, 2016)，多样性指数越高，种类组成越丰富，越有利于形成更复杂、多样化的生物群落和生态系统，从而调节生态系统的水文过程、防止土壤侵蚀，最终达到边坡防护效果(王震洪等, 2006；潘声旺等, 2016)。草灌混播群落 Shannon-Wiener 指数高于自然恢复样地和狗牙根单播样地，但不同播种密度之间差异不显著，说明草灌混播的生态护坡效果要优于纯草本种植和自然恢复的方式，不同密度的草灌配比对生态护坡效果影响不大。

本文对泌桐高速边坡的群落组成和物种多样性进行了研究，揭示了不同草灌混播恢复方式下边坡植被演替 10 年后群落结构和物种多样性变化规律。研究结果发现草灌混播模式优于纯草本种植和自然恢复模式，草灌种植密度对群落多样性指标的影响不显著，人工播种物种组成是影响群落演替结构的主要因素。本文研究虽调查了植被演替 10 年后的群落变化趋势，但缺乏对植物演替过程的监测，后续研究中应深入研究演替过程中环境与植被的关系，为边坡群落的生态恢复提供理论指导。

参考文献：

CHEN ZT, HE SL, HUANG YB, 2010. Research progress of *Pennisetum* Rich[J]. Acta Agrest Sin, 18(5): 740-748. [陈志彤，何水林，黄毅斌，2010. 狼尾草属牧草研究进展[J]. 草地学报, 18(5): 740-748.]

CHENG Y, XIE JR, ZHOU CY, et al., 2013. Grassshrub vegetation protection on red sandstone engineering slope in ShaoguanGanzhou expressway[J]. Bull Soil Water Conserv, 33(2): 181-186. [程晔，谢瑾荣，周翠英，等，2013. 韶赣高速红砂岩边坡草灌混播防护技术研究[J]. 水土保持通报, 33(2): 181-186.]

DONG SK, TANG L, ZHANG XF, et al., 2017. Relationship between plant species diversity and functional diversity in alpine grasslands[J]. Acta Ecol Sin, 37(5): 1472-1483. [董世魁，汤琳，张相锋，等，2017. 高寒草地植物物种多样性与功能多样性的关系[J]. 生态学报，37(5): 1472-1483.]

DUAN YT, WANG ZT, 2017. Suitable density of arborshurbglass combination on rocky slope[J]. Guizhou Agr Sci，45(6): 102-105. [段玉婷，王志泰，2017. 石质边坡乔灌草组合的适宜密度[J]. 贵州农业科学, 45(6): 102-105.]

FANG W, PAN SW, HE P, et al., 2015. Effects of pioneer plants richness on community characteristics of vegetation and their soil and water conservation benefit for highway side slope[J]. Acta Ecol Sin, 35(11): 3653-3662. [方文，潘声旺，何平，等，2015. 先锋种丰富度对边坡植被群落特征及其护坡效益的影响[J]. 生态学报, 35(11): 3653-3662.]

HUANG J, ZHAO X, WU P, 2013. Surface runoff volumes from vegetated slopes during simulated rainfall events[J]. J Soil Water Conserv, 68: 283-295.

LI QK, MA KP 2002. Advances in plant succession ecophysiology[J]. Chin J Plant Ecol, 26(s1): 9-19. [李庆康，马克平 2002. 植物群落演替过程中植物生理生态学特性及其主要环境因子的变化[J]. 植物生态学报, 26(增刊): 9-19.]

LI YQ, JIAO SY, ZHAO ML, et al., 2016. Change of plant community diversity index during abandoned succession in meadow steppe[J]. Chin J Grassland, 38(5): 116-120.. [李永强，焦树英，赵萌莉,等. 2016. 草甸草原撂荒地演替过程中植被多样性指数变化[J]. 中国草地学报, 38(5): 116-120.]

LIU CX, HAN LB, 2007. Review of researches in vegetation restoration of freeway slopes[J]. Acta Ecol Sin, 27(5): 2090-2098. [刘春霞，韩烈保，2007. 高速公路边坡植被恢复研究进展[J]. 生态学报, 27(5): 2090-2098.]

LIU X, BAO WK, HU B, et al., 2016. Plant species selection and adaptivity for vegetation restoration of alpine roadside slopes[J]. Chin J Appl Environ Biol, 22(6): 1015-1022. [刘鑫，包维楷，胡斌，等，2016. 高寒山区道路边坡植被恢复物种选择及适宜性评估[J]. 应用与环境生物学报, 22(6): 1015-1022.]

LIU XE, ZHANG CS, WANG LF, et al., 2017. Formation conditions of geo-hazards in tongbai[J]. J Geol Hazards Environ Preserv, 28(4): 69-73. [刘小二，张春生，王林峰，等, 2017. 桐柏县地质灾害形成条件分析. 地质灾害与环境保护 [J], 28(4): 69-73.]

PAN S, HU M, LUO J, et al., 2015. Effects of rehabilitation species on slope vegetation diversity and soil and water conservation[J]. Biodivers Sci, 23(3): 341-350. [潘声旺，胡明成，罗竞红，等. 2015. 绿化植物的生活型对边坡植被物种多样性及护坡性能的影响[J]. 生物多样性, 23(3): 341-350.]

MLAMBO MC, 2014. Not all traits are ‘functional’: insights from taxonomy and biodiversityecosystem functioning research[J]. Biodivers Conserv, 23(3): 781-790.

MORGAN R P, RICKSON R J, 2003. Slope stabilization and erosion control: a bioengineering

approach [M]. Taylor & Francis.

SHAO XQ, WANG K, WANG YW, et al., 2008. Dynamics of plant community during natural restoration and succession of the InnerMongolia Steppe[J]. Acta Ecol Sin, 28(2): 855-861. [邵新庆, 王堃, 王赟文, et al. 2008. 典型草原自然恢复演替过程中植物群落动态变化[J]. 生态学报, 28(2): 855-861.]

TAN SH, WANG YM, 2004. Research progress and thinking of bioengineering techniques for slope protection in expressway[J]. Res Soil Water Conserv, 11(3): 81-84. [谭少华, 汪益敏 2004. 高速公路边坡生态防护技术研究进展与思考[J]. 水土保持研究, 11(3): 81-84.]

TAO Y, JIANG Y, GU W, et al., 2008. Experimental research on grassshrub disposition model of vegetation restoration of highway side slope[J]. Wuhan Univ Technol, 30(6): 70-73. [陶岩, 江源, 顾卫, 等. 2008. 公路边坡植被恢复中草灌配置模式实验研究[J]. 武汉理工大学学报, 30(6): 70-73.]

WANG Y, LONG CL, LIU YT, et al., 2005. Application of plants in slope protection of expressways[J]. Res Soil Water Conser, 12(6): 199-202. [王云, 龙春林, 刘怡涛, 等. 2005. 植物在高速公路边坡防护中的应用[J]. 水土保持研究, 12(6): 199-202.]

WANG Z, DUAN C, HOU Y, et al., 2006. The relationship of plant species diversity to ecosystem function in relation to soil conservation in semihumid evergreen forests, Yunnan Province, China[J]. Chin J Plant Ecol, 30(3): 392-403. [王震洪, 段昌群, 侯永平, 等. 2006. 植物多样性与生态系统土壤保持功能关系及其生态学意义[J]. 植物生态学报, 30(3): 392-403.]

ZHANG JH, ZHANG XQ, LIU SZ, et al., 2006. Plant diversity of trampling disturbance Kobresia humilis community in Naqu, Tibet[J]. Acta Ecol Sin, 26(9): 2957-2963. [张锦华, 张新全, 刘淑珍,等. 2006. 公路碾压干扰下群落植物多样性[J]. 生态学报, 26(9): 2957-2963.]

VUORIO V, MUCHIRU A, REID R S, et al., 2014. How pastoralism changes savanna vegetation: impact of old pastoral settlements on plant diversity and abundance in southwestern Kenya[J]. Biodivers Conserv, 23(13): 3219-3240.

ZHANG XF, MA C, DONG SK, et al., 2009. Influence of different ratios of herbage and shrubs on plant community characteristics for roadside deforestation and soil protection on the BiTong Expressway[J]. Acta Pratac Sin, 18(4): 27-34. [张相锋, 马闯, 董世魁, 等. 2009. 不同草灌配比对泌桐高速公路护坡植物群落特征的影响[J]. 草业学报, 18(4): 27-34.]